

NÂNG CAO HIỆU QUẢ XỬ LÝ CỦA BỂ AEROTEN BẰNG CÁCH KẾT HỢP HIDRÔ PERÔXIT (H_2O_2) VÀ SỤC KHÍ CƠ HỌC ĐỂ ĐIỀU CHỈNH HÀM LƯỢNG OXY HÒA TAN VÀ THỜI GIAN SỤC KHÍ

Võ Thị Yên Bình

Phân hiệu Đại học Huế tại Quảng Trị

Tóm tắt

Bài báo trình bày kết quả nghiên cứu nâng cao hiệu quả xử lý nước thải của bể aeroten bằng cách kết hợp H_2O_2 và sục khí cơ học để điều chỉnh hàm lượng oxy hòa tan và thời gian sục khí. Hai dạng thí nghiệm được tiến hành gồm thí nghiệm dạng mẻ và thí nghiệm dạng liên tục. Ở thí nghiệm dạng mẻ, tiến hành thay đổi nồng độ H_2O_2 từ 0 - 250 mg/L; thay đổi thời gian sục khí từ 6 - 12 giờ. Qua đó xác định được nồng độ H_2O_2 thích hợp là 100 mg/L và thời gian sục khí tối ưu là 8 giờ. Tốc độ tiêu thụ oxy (OUR) được dùng để đánh giá hoạt tính của bùn. Thí nghiệm dạng liên tục được thực hiện để đánh giá ảnh hưởng của hàm lượng oxy hòa tan đến hiệu quả xử lý của bể aeroten. Hàm lượng oxy được thay đổi thông qua việc thay đổi tốc độ sục khí và phương thức sục khí. Kết quả nghiên cứu cho thấy tốc độ sục khí phù hợp nhất đối với bể aeroten là 1L/phút và phương thức cấp khí hiệu quả nhất là cấp khí đều dưới bề mặt đáy bể. Với các điều kiện về thời gian lưu, điều chỉnh hàm lượng oxy hòa tan như trên hiệu quả xử lý COD của bể trong nghiên cứu này trung bình khoảng 85%.

Từ khóa: Bùn hoạt tính; COD; H_2O_2 ; Thời gian sục khí; Hàm lượng oxy hòa tan.

Abstract

Improving the efficiency of aerotank by using hydrogen peroxide (H_2O_2) and mechanical mixing to adjust dissolved oxygen content and aeration time

The aim of this study is to improve the aerotank efficiency using H_2O_2 and mechanical mixing to adjust dissolved oxygen content and aeration time. Two types of experiments were conducted: batch experiment and continuous flow experiment. In batch experiments, the H_2O_2 concentration was changed from 0 to 250 mg/L and aeration time was changed from 6 to 12 hours. The optimal concentration of H_2O_2 and optimal aeration time were 100 mg/L and 8 hours respectively. The oxygen uptake rate (OUR) was used for the evaluation of sludge activity. Continuous flow experiments were conducted to assess the effect of dissolved oxygen concentration on the treatment efficiency. The oxygen concentration varied with the aeration velocity and aeration method. The results show that the most appropriate aeration velocity for aerotank was 1 L/min. The effective aeration method was to supply the gas continuously from the bottom of the tank. With the optimal operational conditions, the COD removal efficiency of the aerotank in this study was about 85%.

Key words: Activated sludge; COD; H_2O_2 ; Aeration time; Dissolved oxygen.

1. Giới thiệu

Bể xử lý sinh học hiếu khí aeroten thường được sử dụng để xử lý nước thải có nồng độ chất ô nhiễm trung bình và thấp. Theo lý thuyết, bể aeroten có hiệu suất xử lý chất ô nhiễm cao từ 80 - 90 %

[1]. Tuy nhiên, trên thực tế hiệu quả xử lý nước thải của các bể aeroten chưa cao (khoảng 55 - 70% COD). Điều này được giải thích bởi có rất nhiều yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý nước thải của bể aeroten, nếu những yếu tố này không nằm trong những khoảng tối ưu thì hiệu

suất xử lý của bể sẽ bị giảm xuống.

Nhằm nâng cao hiệu quả xử lý nước thải của bể aeroten, các nghiên cứu trong và ngoài nước chủ yếu tập trung vào các yếu tố như: hoạt tính của bùn; nồng độ oxy hòa tan; chế độ sục khí; thời gian sục khí; tải trọng hữu cơ, các yếu tố môi trường (pH, nhiệt độ); các chất độc,... Những nghiên cứu này đã chỉ ra rằng bể sinh học hiếu khí hoạt động tốt ở nhiệt độ từ 25 - 37 °C và tại giá trị pH của nước thải là 6,5 - 7,5 [1, 2, 3]. Thông thường, nồng độ oxy trong các bể sinh học hiếu khí không nhỏ hơn 2 mg/L [1, 2]. Tuy nhiên với những phương thức cấp khí và cường độ cấp khí khác nhau thì hiệu suất xử lý của bể aeroten cũng bị thay đổi [4].

Phương pháp cung cấp oxy hòa tan cho các bể sinh học hiếu khí truyền thống là sử dụng các thiết bị cấp khí cơ học. Phương pháp này có nhược điểm là phải đòi hỏi đầu tư và bảo dưỡng trang thiết bị cũng như cung cấp năng lượng. Mặt khác, hiệu suất chuyển hóa oxy từ pha khí vào pha lỏng cũng hạn chế. Trong những năm qua, đã có một số nghiên cứu thử nghiệm sử dụng H_2O_2 như một nguồn cung cấp oxy cho quá trình bùn hoạt tính [5, 6].

Tuy nhiên, khả năng oxy hóa mạnh của H_2O_2 cũng có thể đẩy nhanh quá trình phân hủy của bùn hiếu khí, đặc biệt trong xử lý nước thải công nghiệp bằng phương pháp hiếu khí đã nghiên cứu ảnh hưởng của H_2O_2 đến *Pseudomonas* and *Rhodococcus*, kết quả cho thấy, khi nồng độ $H_2O_2 = 100 - 200 \mu\text{g/ml}$ thì H_2O_2 đã có những tác động nhất định đến các vi khuẩn này, điều này thể hiện bởi pha lag bị kéo dài hơn so với bình thường 2 - 3 ngày [7]. Do đó, có thể thấy nếu tăng nồng độ H_2O_2 thì khả năng hoạt động hay hoạt tính của vi sinh vật (bùn) sẽ giảm. Như vậy, H_2O_2 vừa có tác dụng tích cực và tiêu cực đối với quá trình hiếu khí. Vì

vậy, để kết hợp quá trình xử lý sinh học hiếu khí với sự hỗ trợ của H_2O_2 cần phải nghiên cứu kỹ các ảnh hưởng của H_2O_2 đến quá trình hiếu khí, từ đó tìm ra được các điều kiện vận hành tốt nhất.

Các nghiên cứu về H_2O_2 trước đây chỉ mới tập trung xử lý các loại nước thải có nồng độ chất ô nhiễm cao như nước rỉ rác, nước thải dệt nhuộm,... Chưa có những nghiên cứu cụ thể nào về việc kết hợp sử dụng H_2O_2 để xử lý nước thải có nồng độ chất ô nhiễm trung bình và thấp. Nghiên cứu này sẽ tập trung nghiên cứu xử lý nước thải có nồng độ chất ô nhiễm thấp (COD dưới 300mg/L) có sự hỗ trợ của H_2O_2 ; sử dụng H_2O_2 như một nguồn cung cấp oxy kết hợp với cấp khí cơ học vào trong bể aeroten để điều chỉnh hàm lượng oxy hòa tan. Đồng thời nghiên cứu cũng thực hiện các thí nghiệm để xác định được thời gian sục khí tối ưu nhất trong bể aeroten.

2. Nội dung nghiên cứu

2.1. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1.1. Bùn hoạt tính và nước thải tổng hợp

Sử dụng bùn hoạt tính có nguồn gốc từ bể aeroten của hệ thống xử lý nước thải của Công ty Bia Hà Nội - Quảng Trị, được nuôi cấy liên tục hơn 1 tháng tại phòng thí nghiệm; sử dụng nước thải pha chế tổng hợp với COD kiểm soát ở khoảng 250 mg/L

Nước thải tổng hợp được sử dụng để chạy mô hình có thành phần như sau: 1 lít nước thải tổng hợp được pha bởi các 5 mL glucoze (30 g/L), 5mL amoni acetat (20 g/L), 10mL sodium bicarbonate (50 g/L), 2.5 mL potassium dihydrogen phosphate (7.2 g/L), 1mL mixed salt solutions (NaCl, KCl, $CaCl_2$, $MgSO_4$) hòa trộn với nước máy (đã được sục khí

hơn 12 giờ). Nước thải tổng hợp có giá trị COD khoảng 250 mg/l [8].

2.1.2. Bố trí thí nghiệm

a. Thí nghiệm dạng mẻ

Dụng cụ thí nghiệm là các cốc thủy tinh có dung tích 1 lít, tổng số bình cần thí nghiệm là 6 bình. Sử dụng các máy sục khí cùng loại, cùng công suất để đảm bảo đồng nhất điều kiện cấp khí giữa các bình.

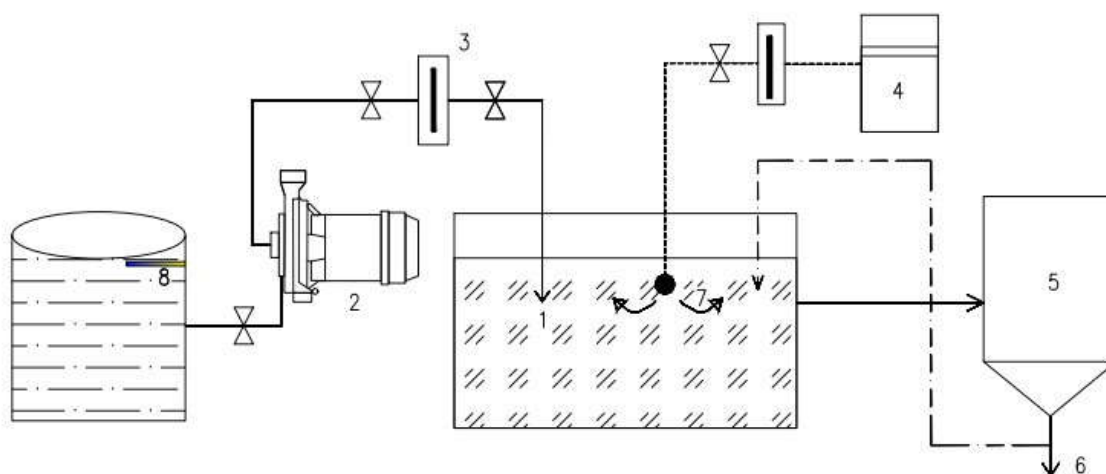
- Tiến hành thí nghiệm dạng mẻ theo phương pháp đa biến

- Các mức thay đổi thời gian lưu khác nhau: 6h, 8h, 10h, 12h
- Các mức thay đổi nồng độ H_2O_2 : 0, 50, 100, 150, 200, 250 mg/L (giữ pH

là giá trị chọn ở trên, sục khí trong các chế độ thời gian lưu như trên)..

- Lấy 200 mL bùn hoạt tính cho vào mỗi cốc (mẫu bùn đã được xác định MLSS trước đó để duy trì nồng độ 1,5 - 3 g MLSS/L trong mỗi cốc. Cụ thể nồng độ bùn hoạt tính giữ ở mức 2500 - 3000 mg/L). Điều chỉnh pH của nước thải tổng hợp bằng dung dịch H_2SO_4 5N ở mức phù hợp với từng thí nghiệm khảo sát. Thêm tiếp một lượng H_2O_2 để đạt được nồng độ cần thiết. Tiến hành sục khí, sau một khoảng thời gian nhất định, ngưng sục khí, để lắng nước. Phần nước lắng đem phân tích COD, phần bùn còn lại dùng để đánh giá hoạt tính của bùn.

b. Thí nghiệm dòng liên tục



Hình 1: Sơ đồ bố trí thí nghiệm

Trong đó: _____ Đường nước

----- Đường khí

..... Đường bùn tuần hoàn

Bể phản ứng (Bể Aeroten) ($V = 8L$)

4. Bể lắng ($V = 8L$)

1. Máy bơm nước

5. Nước thải đầu ra

2. Lưu lượng kế

6. Đầu sục khí

3. Máy sục khí

7. Bể chứa nước thải đầu vào

Nghiên cứu

Nước thải từ bể chứa (8) được đưa vào bể aeroten (1). Tại bể aeroten, nước thải được sục khí để xử lý chất ô nhiễm. Sau đó nước thải được đưa qua bể lắng (5) rồi đi ra ngoài.

- Nạp thể tích bùn hoạt tính đã được xác định trước (Khoảng 10g MLSS) vào bể phản ứng. (Thực hiện thí nghiệm xác định MLSS để xác định chính xác hàm lượng bùn đưa vào bể phản ứng. Đảm

bảo cho nồng độ bùn hoạt tính trong bể luôn nằm ở khoảng 2500 - 3000mg/L)

- Thêm môi trường cho đầy bể phản ứng là 8 L. (Thể tích hoạt động của bể là 8L)

- Bật máy sục khí với lưu lượng 1 L/phút

- Dùng môi trường pha chế là nước thải tổng hợp (NTTH) bơm liên tục vào bể phản ứng

Bảng 1. Các giai đoạn nghiên cứu xử lý dòng liên tục

Nội dung khảo sát	Điều kiện thay đổi	Các điều kiện khác	Đánh giá
1. Ảnh hưởng các điều kiện vận hành			
(a). Chế độ sục khí	$V_{\text{khí}} = 0,5; 1,0 \text{ và } 2 \text{ L/phút}$	Nước thải tổng hợp, COD = 250 mg/L, HRT = 8 giờ, pH = 6 Nồng độ H_2O_2 xác định ở thí nghiệm dạng mẻ	Hiệu quả xử lý COD
(b). Phương thức cấp khí	- Cấp bằng đầu sục trên bề mặt và cấp bằng hệ thống cấp khí phân bố đều ở dưới đáy bể	Nước thải tổng hợp COD = 250 mg/L, Chế độ sục khí chọn ở trên Tốc độ sục khí chọn ở trên; HRT = 8 giờ, pH Nồng độ H_2O_2 xác định ở thí nghiệm dạng mẻ	

2.1.3. Phương pháp phân tích và xử lý số liệu

Các thông số được xác định trong các thí nghiệm gồm SS, DO, COD, OUR. Nồng độ oxy hòa tan được đo bằng máy DO Meter, COD, SS được phân tích theo phương pháp tiêu chuẩn của Mỹ trong Standard methods [9]. Các tính toán OUR, hiệu suất xử lý thực hiện với các bảng tính MS Excel.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Thí nghiệm dạng mẻ

3.1.1. Ảnh hưởng của thời gian sục khí

Tiến hành khảo sát ảnh hưởng của thời gian sục khí đến hiệu quả xử lý của bể aeroten, thời gian sục khí được thay đổi ở các mức khác nhau: 6 giờ, 8 giờ, 10 giờ, 12 giờ.

Các điều kiện vận hành khác như sau:

- Tốc độ sục khí = 1,0 L/phút;
- Nhiệt độ trong bể phản ứng = 30°C;
- pH trong bể phản ứng = 6;

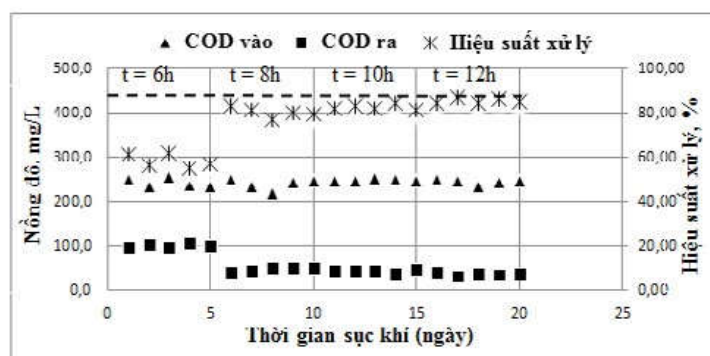
Kết quả xử lý COD của nước thải khi vận hành hệ thống với các thời gian lưu khác nhau được trình bày ở bảng 2 và hình 2

Từ kết quả thí nghiệm cho thấy, hiệu suất xử lý COD của hệ thống vận hành ở các thời gian lưu nước thải khác nhau có sự khác nhau khá rõ rệt. Hiệu suất xử lý COD được cải thiện đáng kể khi tăng thời gian lưu nước thải từ 6 giờ lên 12 giờ. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý khi tăng thời gian lưu nước thải từ 6 giờ lên 8 giờ tăng nhanh hơn khi tăng thời gian lưu từ 10 giờ lên 12 giờ. Vì vậy, tác giả chọn thời gian lưu 8 giờ để vận hành hệ thống trong các giai đoạn tiếp theo.

Bảng 2. Kết quả vận hành hệ thống với các thời gian lưu khác nhau

Thời gian lưu nước thải	COD		
	Đầu vào, mg/L	Đầu ra, mg/L	Hiệu suất xử lý, %
6 giờ	242,9 ± 9,8	108,3 ± 5,7	55,3 ± 3,4
8 giờ	238,5 ± 12	47,8 ± 4	80 ± 2,3
10 giờ	248,6 ± 2,2	43,9 ± 3,2	82 ± 1,3
12 giờ	243,6 ± 5,6	36 ± 5	85 ± 1,4

Ghi chú: Các giá trị biểu diễn trong bảng là giá trị tb ± s (n=5)



Hình 2: Hiệu suất xử lý COD khi vận hành hệ thống với các thời gian lưu khác nhau

Kết quả nghiên cứu này cũng tương đồng với nghiên cứu của nhóm tác giả [10] khi nghiên cứu ảnh hưởng của thời gian sục khí đến hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ SBR. Nhóm nghiên cứu đã chỉ ra rằng với thời gian sục khí là 8h hệ thống đạt hiệu quả xử lý cao nhất.

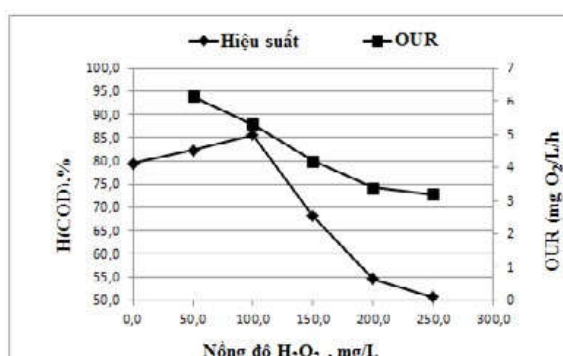
3.1.2. Ảnh hưởng của nồng độ H_2O_2

Tiến hành thí nghiệm dạng mẻ với nước thải tổng hợp có nồng độ COD ban đầu xấp xỉ khoảng 250 mg/L, điều chỉnh pH = 6, sục khí theo 6, 8, 10, 12 giờ. Khảo sát ở các giá trị H_2O_2 từ 0 - 250 mg/L. Kết quả phân tích COD, hoạt tính của bùn được trình bày ở bảng 3 và hình 3.

Bảng 3. Hiệu suất xử lý COD và giá trị OUR của bùn hoạt tính ở các nồng độ H_2O_2 khác nhau trong thí nghiệm dạng mẻ

[H_2O_2], mg/L	0	50	100	150	200	250
COD đầu vào, mg/L	250	250	250	250	250	250
COD đầu ra, mg/L	51,5	44,2	36	79,8	113,6	123,3
Hiệu suất xử lý COD, %	79,4	82,3	85,6	68,1	54,6	50,6
OUR, mgO ₂ /L/h	7,2	6,4	5,3	3,2	2,4	2,2

Ghi chú: Các giá trị biểu diễn trong bảng là giá trị tb (n=5)



Hình 3: Hiệu suất xử lý COD và giá trị OUR của bùn hoạt tính ở các nồng độ H_2O_2 khác nhau trong thí nghiệm dạng mẻ

Nhận xét:

Hoạt tính của bùn giảm dần theo sự tăng dần nồng độ H_2O_2 . Điều này có thể giải thích do H_2O_2 là chất oxy hóa mạnh nên có những tác động nhất định đến vi sinh vật. Vi sinh vật chỉ có thể thích nghi với sự có mặt của H_2O_2 ở một nồng độ nhất định, nếu tiếp tục tăng H_2O_2 thì nó trở thành chất độc đối với sự sinh trưởng và phát triển của vi sinh vật chính vì thế quá trình phân hủy của bùn hiếu khí bị đẩy nhanh. Điều này cho thấy H_2O_2 có tác động ức chế hoạt tính của bùn.

Hiệu suất xử lý COD tăng khi tăng nồng độ H_2O_2 từ 0 lên 100 mg/L. Khi tiếp tục tăng nồng độ H_2O_2 thì hiệu suất xử lý COD giảm. Điều này có thể là do hoạt tính của bùn giảm đáng kể khi nồng độ H_2O_2 cao hơn 100 mg/L. Đồng thời hàm lượng H_2O_2 dư trong nước thải sẽ góp phần làm tăng COD của nước thải sau xử lý. Hiệu suất xử lý COD tại nồng độ $H_2O_2 = 100$ mg/L cao hơn so với hiệu suất xử lý COD tại các giá trị H_2O_2 khác đã được khảo sát. Kết quả nghiên cứu ngày tương đối đồng nhất so với nghiên cứu của nhóm tác giả [3]

Nhưng khi so sánh với một số nghiên cứu tương tự thì nồng độ H_2O_2 thấp hơn cụ thể: Nhóm tác giả [11] cho kết quả nồng độ H_2O_2 tối ưu bổ sung vào quá trình bùn hoạt tính là 200 mg/L.

Với kết quả thí nghiệm trên, nhóm tác giả chọn nồng độ H_2O_2 100 mg/L cho các nghiên cứu tiếp theo.

3.2. Vận hành hệ thống liên tục**3.2.1. Ảnh hưởng của tốc độ sục khí**

Nồng độ oxy hòa tan là một yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến sự vận hành của quá trình xử lý sinh học hiếu khí. Về nguyên tắc, cường độ sục khí có mối tương quan thuận với nồng độ oxy hòa tan. Riêng với bể phản ứng kiểu aeroten, việc sục khí còn đảm bảo cho bùn hoạt tính luôn ở trạng thái lơ lửng trong suốt thời gian hoạt động. Theo nghiên cứu của tác giả [4], chế độ sục khí cũng có ảnh hưởng đến cấu trúc của hạt bùn hiếu khí trong bể sinh học. Cấu trúc của hạt bùn hiếu khí sẽ thay đổi tùy theo chế độ sục khí, nếu sục khí mạnh thì sẽ làm vỡ hạt bùn hiếu khí,...

Nhóm tác giả tiến hành khảo sát ảnh hưởng của tốc độ sục khí đến hiệu quả xử lý của bể aeroten. Tốc độ sục khí được thay đổi ở 3 mức khác nhau: 0,5 L/phút; 1,0 L/phút và 2 L/phút. Các điều kiện vận hành khác như sau:

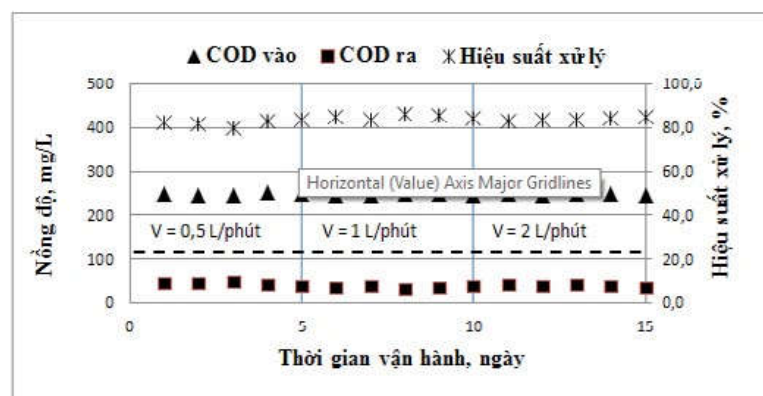
- Lưu lượng nước thải vào = 1 L/h (HRT = 8 h)
- Nhiệt độ trong bể phản ứng = 28°C;
- pH trong bể phản ứng = 6;
- H_2O_2 bơm vào bể theo đường ống riêng với nồng độ 100 mg/L nước thải.

Kết quả xử lý COD của nước thải khi vận hành hệ thống ở các tốc độ sục khí khác nhau được trình bày ở bảng 4 và hình 4.

Bảng 4. Kết quả vận hành hệ thống ở các tốc độ sục khí khác nhau

Tốc độ sục khí	COD		
	Đầu vào, mg/L	Đầu ra, mg/L	Hiệu suất xử lý, %
0,5 L/phút	249,5 ± 2,7	44,7 ± 3,5	82,1 ± 1,6
1,0 L/phút	248,6 ± 2,2	36,8 ± 2,3	85,2 ± 1,0
2,0 L/phút	248,8 ± 2,3	39,7 ± 1,9	84,1 ± 0,7

Ghi chú: Các giá trị biểu diễn trong bảng là giá trị tb ± s (n=5)



Hình 4: Hiệu suất xử lý COD khi vận hành hệ thống ở các tốc độ sục khí khác nhau

Từ kết quả thí nghiệm cho thấy, hiệu suất xử lý COD ở các tốc độ sục khí khác nhau có sự khác nhau. Tuy nhiên, sự khác biệt này là không lớn. Hiệu suất xử lý COD được cải thiện đáng kể khi tăng tốc độ sục khí từ 0,5 L/phút lên 1,0 L/phút. Kết quả nghiên cứu cũng tương đồng với nghiên cứu của tác giả [12]. Trong nghiên cứu này cũng cho thấy rằng khi tiến hành cấp oxy vào trong môi trường nước, tốc độ sục khí càng cao thì hàm lượng oxy hòa tan sẽ tăng lên đáng kể. Tuy nhiên, khi tiếp tục tăng tốc độ sục khí lên 1,5 L/phút, hiệu suất xử lý COD không tăng lên, thậm chí giảm nhẹ. Điều này có thể là do cường độ sục khí cao sẽ làm giảm bám một lượng bùn và làm tăng số vòng luân chuyển chất lỏng trong một đơn vị thời gian, dẫn đến thời gian lưu biểu kiến của nước thải giảm. Ngoài ra nếu tốc độ sục khí lên cao nó sẽ gây ra hiện tượng vỡ các bông bùn như trong nghiên cứu của tác giả [4]. Hiệu suất xử lý COD tại tốc độ sục khí 1,0 L/phút cao hơn so với hai trường hợp còn lại, vì vậy, tốc độ sục khí 1,0 L/phút được chọn cho các khảo sát tiếp theo.

3.2.2. Ảnh hưởng của phương thức sục khí

Như chúng ta đã biết trong bể aeroten bộ phận phân phối khí là phần

cấu trúc cơ bản quan trọng của bể. Không khí được cấp vào bể aeroten với 2 chức năng chính là:

- + Xáo trộn hỗn hợp bùn hoạt hóa với nước thải.
- + Khuếch tán khí vào hỗn hợp để cung cấp oxy cho quá trình hoạt động của vi sinh vật.

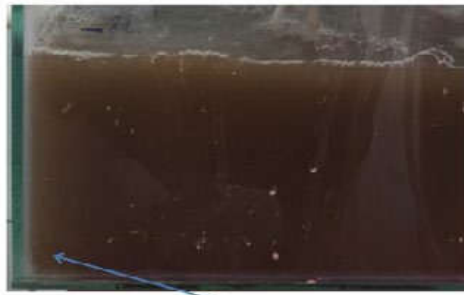
Các hệ thống phân phối khí thường được sử dụng trong bể aeroten là:

- (a) Nén và sục khí bằng hệ thống dưới đáy bể.
- (b) Nén và sục khí bằng hệ thống bề mặt
- (c) Dùng khuấy cơ học trộn không khí vào chất lỏng.

Nghiên cứu này chỉ tập trung vào hai phương pháp nén khí (a) và (b). Còn phương pháp nén khí (c) thì chỉ áp dụng cho bể xử lý sinh học hiếu khí aeroten có chiều cao thấp, đa số phương pháp sục khí này ít được sử dụng.

Qua thực tế thí nghiệm cho thấy:

- Bằng cảm quan có thể thấy phương pháp sục khí (a) (hình 5) có khả năng xáo trộn bùn hoạt tính và nước đều hơn. Ít xuất hiện những vùng thể tích chết trong bể. Không thấy hiện tượng bùn lắng lại trong bể aeroten



Bùn lắng không xuất hiện khi sục khí bằng phương án A

Hình 5: Sục khí bằng hệ thống sục khí dưới đáy bể



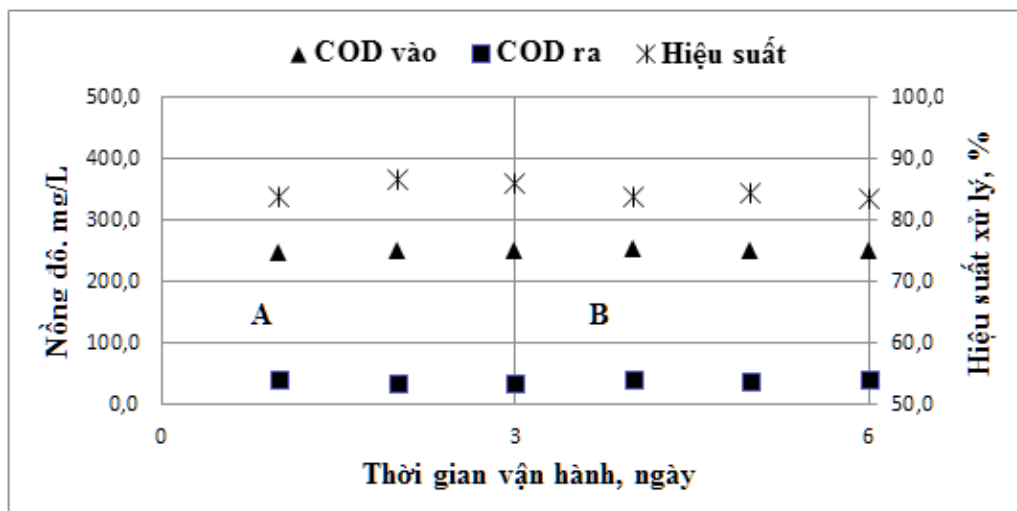
Bùn lắng trong bể aeroten khi sục khí theo phương án B

Hình 6: Sục khí bằng hệ thống sục khí bề mặt

Bảng 5. Kết quả vận hành hệ thống ở các phương pháp sục khí khác nhau

Phương pháp sục khí	COD		
	Đầu vào, mg/L	Đầu ra, mg/L	Hiệu suất xử lý, %
Phương án A	249,8 ± 1,8	36,4 ± 3,1	85,4 ± 1,4
Phương án B	251,4 ± 0,6	40,4 ± 1,5	83,9 ± 0,6

Ghi chú: Các giá trị biểu diễn trong bảng là giá trị tb ± s (n=3)



Hình 7: Hiệu suất xử lý COD khi vận hành hệ thống ở các phương pháp sục khí khác nhau

Ngược lại, khi nén khí bằng phương pháp nén khí (b) (hình 6) trong bể thấy xuất hiện hiện tượng bùn lắng trong bể aeroten, điều này có thể kết luận rằng sục khí bằng hệ thống bề mặt có thể dễ gây ra nhiều vùng chết tích chất trong bể.

Kết quả xử lý COD của nước thải khi vận hành hệ thống ở các cách bố trí hệ thống sục khí khác nhau được trình bày ở bảng 5 và hình 7.

Kết quả khảo sát cho thấy, phương thức phân phối khí sẽ gây ảnh hưởng đến

hiệu quả xử lý nước thải của bể. Phân phối khí đều dưới đáy bể sẽ tạo điều kiện thuận lợi cho việc tiếp xúc giữa bùn hoạt tính với nước thải. Hạt bùn luôn luôn ở trạng thái lơ lửng, đúng theo nguyên tắc hoạt động của bể sinh học hiếu khí aeroten. Nếu sục khí bằng đầu sục thì trong bể dễ có hiện tượng bùn lắng.

4. Kết luận

Từ kết quả nghiên cứu bằng thực nghiệm, đề tài rút ra một số kết luận như sau:

- Qua thí nghiệm dạng mẻ, bước đầu đã xác định được các điều kiện thích hợp cho để tăng hiệu quả xử lý nước thải của bể aeroten như sau: thời gian sục khí thích hợp là 8 giờ. Ngoài ra nghiên cứu còn đạt kết quả về sự kết hợp của quá trình sinh học hiếu khí với sự hỗ trợ của H_2O_2 với nồng độ H_2O_2 thích hợp là $H_2O_2 = 100$ mg/L. Đây là sự kết hợp nhằm làm tăng hàm lượng oxy trong nước tức thời, tránh sự ảnh hưởng của việc cấp khí không đều từ môi trường bên ngoài.

- Qua thí nghiệm dòng liên tục đã xác định được các điều kiện thích hợp để nâng

cao hiệu quả xử lý của bể thông qua việc điều chỉnh hàm lượng oxy hòa tan trong bể như sau: Tốc độ sục khí phù hợp nhất đối với bể aeroten là 1L/phút, và phương thức cấp khí hiệu quả nhất là cấp khí đều dưới bề mặt đáy bể.

- Với các điều kiện về thời gian lưu, điều chỉnh hàm lượng oxy hòa tan như trên, sẽ nâng cao hiệu quả xử lý của bể sinh học hiếu khí aeroten. Cụ thể hiệu quả xử lý COD của bể trong nghiên cứu này trung bình khoảng 85%.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse*. Third Edition, McGraw-Hill Inc., New York.
- [2]. Liu I (1999). *Environmental Engineers' handbook*. CRC Press LLC.
- [3]. Nguyen Ngoc Truc Ngan, Le Van Tuan, Pham Khac Lieu, Duong Van Hieu, Hoang Thi Nhu Ý, Le Thi Hoai Thuong, Shigeo Fujii, Truong Quy Tung (2015). *Hydrogen peroxide as an extra oxygen source for activated sludge*. Journal of Science and Technology 53 (3A), 97 - 102.
- [4]. Tay, J.H., Liu, Q.S., Liu, Y., (2004). *The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor*. Water Sci. Technol. 49 (11 - 12), 35-40.
- [5]. Houtmeyers, J. et al, (1977). *Hydrogen Peroxide as a Supplemental Oxygen Source for Activated Sludge: Microbiological Investigations*, European. J. Appl. Microbiol, 4, pp. 295-305.
- [6]. Tarasov A. L. et al, (2004). *Utilization of H_2O_2 as the Oxygen Source by Bacteria of the Genera Pseudomonas and Rhodococcus*. Microbiology, 73, 4, pp. 392-397.
- [7]. Barbusiński K. and Filipek K (2000). *Aerobic Sludge Digestion in the Presence of Chemical Oxidizing Agents - Part I. Hydrogen Peroxide*. Polish Journal of Environmental Studies, 9(3), pp. 139-143.
- [8]. Furukawa K., Lieu P.K., Tokitoh H., and Fujii T (2006). *Development of single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) and its treatment performance*. Water Science & Technology 53 (6) pp. 83-90.
- [9]. APHA, AWWA, WEF (1999). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition, Washington DC, USA.
- [10]. Đỗ Khắc Uẩn, Văn Thị Thu Hà, Võ Thị Mỹ Hạnh (2013). *Nghiên cứu ảnh hưởng của thời gian sục khí đến hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ SBR*. Tạp chí khoa học và công nghệ ĐH Đà Nẵng, Số 10 (71).
- [11]. Pham Khac Lieu, Hoang Thi My Hang, Ton That Huu Dat (2013). *Performance of H_2O_2 - assisted submerged aerated biofilter of landfill leachate treatment*. Journal of Science and Technology, 51 (3B), 28 - 34.
- [12]. A.S. Smoljanichenko (2010). *Improving the efficiency of the aeration process in biological wastewater treatment*. Izvestija Proceedings of Rostov State University of Civil Engineering. 14 321 - 322.

BBT nhận bài: 27/8/2018; Phản
biện xong: 10/9/2018